干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

新疆生态系统健康遥感评估及关键驱动因子研究

李灏欣[1]， 万华伟[2]， 孙 林[1]， 刘玉平[2]， 李利平[3]， 王永财[2]

（1. 山东科技大学测绘科学与工程学院，山东 青岛 266000；2. 生态环境部卫星环境应用中心，北京 100094；
3. 中国科学院空天信息创新研究院，北京 100094）

摘 要： 作为我国陆地面积最大的省级行政区，新疆维吾尔自治区具有多样的生态系统结构和丰富的动植物物种资源，是我国西北地区重要的生物多样性热点研究区域。通过以新疆维吾尔自治区为研究对象，结合区域特点和定量遥感数据实时、易获取、周期性等优势，选取归一化植被指数、动物物种丰富度、干旱度、人类扰动指数四类单因子指标，依据"活力-组织-恢复力"生态健康评估模型，定量化的构建了新疆以遥感数据为主导的区域综合生态健康遥感评估指数，并进一步基于地理探测器探明不同环境驱动因子对新疆生态健康的影响程度，在县级行政区层面对该方法进行了长时间序列的应用分析和验证。结果表明：(1) 新疆生态健康水平以塔里木河—叶尔羌河流域为分界线，北疆生态健康水平明显高于南疆，具有显著的空间分异性和集聚特征。(2) 各环境因子对新疆生态健康的影响程度依次为：归一化植被指数(0.645)>人类扰动指数(0.512)>动物物种丰富度(0.414)>干旱度(0.116)。(3) 2000—2018年新疆整体生态健康水平呈现逐步攀升的趋势，变化最为显著的区域是在昌吉回族自治州的玛纳斯县、呼图壁县以及昌吉市；阿勒泰地区的福海县和富蕴县。

关 键 词： 生态健康评估；单因子指标；地理探测器；驱动要素；动态分析；新疆

文章编号：

生态环境问题现已成为继气候问题之后全球共同面对的又一严峻挑战，世界各国目前均在不同的尺度上积极开展生态健康评估的研究[1-4]。生态系统健康这一概念是由Rapport于20世纪70年代全球生态系统普遍退化的大背景下提出，是指生态系统在时间上维系自身组织结构、自我调节和自我恢复的能力[5]。早期学者主要从生态系统自身的健康观对生态系统健康进行定义，认为当生态系统在遭遇外界胁迫时具有自我恢复的能力，则该生态系统是健康的[6]。随着学科发展，又有学者提出研究生态系统健康不仅要从生态系统自身出发，还应考虑生态系统为人类提供服务的能力[7]，从这个意义上来说，生态系统健康就是生态系统的可持续性。1992年，Costanza提出生态系统健康是由"活力"、"组织结构"、"恢复力"构成，是当今国际上认可最为普遍的生态系统健康定义[8]。在评估方法方面，目前关于生态健康评估的方法主要有2种，指示物种法和指标体系法[8]，前者主要依靠生态系统关键指示类群的数量、多样性以及生理指标描述生态系统的健康状况，该方法虽然能通过指示类群的状态较为直观的反应出生态系统的健康水平，但也存在很多不足，如指示物种的筛选标准不明确、监测参数选择不恰当、监测尺度不够细化等[8]。相较于指示物种法，指标体系法综合了生态系统的多项指标来反映生态系统的过程，突出了生态健康与人类服务、区域环境之间的演变关系，同时也能更准确的反应生态系统的负荷能力和受到胁迫后的恢复能力[9]。近些年来，有关生态健康评估的研究趋向于精细化发展，基于不同生态系统的评估方法日益完善，如Benjamin等[10]人提出海洋健康指数的概念，

收稿日期： 2020-11-10； **修订日期：** 2021-02-07
基金项目： 国家重点研发计划项目(2018YFC0507201)；国家自然科学基金青年科学基金(41801366)资助
作者简介： 李灏欣(1994-)，男，在读硕士研究生，主要从事生态遥感方向研究. E-mail: 1197665475@qq.com
通讯作者： 刘玉平(1963-)，男，正高级工程师，博士，主要从事生态系统评估与决策支持方面的研究. E-mail: lyping3349@ sina.com

作为评价海洋健康状态的一种简易的新思路；Langat等[11]调查了森林资源在肯尼亚当地社区生计中的作用，建议在评估森林生态系统健康时考虑人为因素的影响；王立新等[12]将草原生态系统的群落特征及其退化演替模式与植物-土壤-大气界面的关键生态过程相结合，建立了评价草原生态系统健康的CVOR综合指数。

目前大多数生态系统健康评估指标选取注意力通常集中在人工统计和实地调查数据，以及经过二次加工处理的间接数据，这些数据往往存在一定的局限性，如目标层统计数据更新周期过长、单元评估结果不够细化、基础数据不易获取等问题，尤其对于人类不易到达的自然条件极端地区，人工调查获取数据十分困难。而遥感技术在描述宏观生态状况方面，其监测指标具有实时、快速、周期性等技术优势以及大面积、直观、不受地域限制等特点，充分利用遥感观测指标对生态系统进行监测和评估，对于提高生态评估结果质量具有重要意义。如在由我国生态环境部发布的生态状况指数(EI)[13]中主要包括5个指标，其中3项指标均由遥感数据获取。2013年徐涵秋[14]提出基于定量遥感参数的新型遥感生态指数(RSEI)，该方法随后应用在北盘江流域[15]、清江区域[16]以及甘肃地区[17]的生态评估研究中并得到了广泛认可，可见定量遥感产品在区域生态评估方面拥有巨大潜力。

新疆位于西北干旱区，生态脆弱，同时也是生物多样性重点保护地区，如何因地制宜的建立有效的生态健康评估体系，对于促进当地可持续发展具有重要意义。本文充分发挥定量遥感数据优势，采用广泛认可的“活力-组织-恢复力”生态系统健康评估模型，在获取植被参数、地表温度、土壤湿度等地表参量的基础上，同时考虑人类活动与动物物种分布情况，确定归一化植被指数(Normalized differential vegetation index，NDVI)、干旱度(Drought index，DI)、动物物种丰富度(Animal species richness，ASR)、人类扰动指数(Human disturbance index，HDI)四类单因子评估指标，尝试构建新疆以定量遥感数据为主要依据的综合生态健康遥感评估指标体系，定量直观地反映了新疆的生态健康水平及其变化情况，可为区域生态健康评估遥感指标选取提供有益参考。

1 研究区概况

新疆维吾尔自治区位于中国西北部，地处于73°40′~96°18′E，34°25′~48°10′N之间，是亚欧大陆腹地所在，也是第二座“亚欧大陆桥”的必经之地。地形山脉与盆地相间分布，从南到北依次为阿尔泰山脉—准噶尔盆地—天山山脉—塔里木盆地—昆仑山脉，素有“三山夹两盆”之称，全疆下辖4个地级市、5个区、5个自治州，总面积约166×10^4 km^2。新疆土地覆盖类型十分丰富，主要以草地，林地以及荒漠戈壁为代表(图1)。据统计结果显示，新疆现有耕地约4.12×10^4 km^2；可利用草地约48.82×10^4 km^2；林地约6.76×10^4 km^2；天然沙漠约43.03×10^4 km^2；绿洲约13.4 km^2；水域总面积、地表水年平均径流量分别达到0.55×10^4 km^2和879×10^8 m^2。丰富多变的土地类型创造了复杂多样的生态系统，这为不同生境的物种生存提供了充分的前提条件。

2 数据与方法

2.1 数据源及预处理

通过地理计算云平台Google Earth Engine(GEE)分别计算获取2000、2010、2018年6—9月的1 km分辨率地表温度产品MOD11 A2和归一化植被指数产品MOD13 A2，以上数据是由美国国家航空航天局(NASA)发布的MODIS Level 1B数据经过大气和气溶胶校正后生成的产品，并且在生产过程中考虑了邻近像元效应、低视角以及云和阴影等因素的影响，数据质量在业界认可度较高且应用广泛[18-19]，满足本文指标构建的精度要求；土地覆盖分类数据采用由“中国科学院地理科学与资源研究所”构建的2000、2010、2018年全国30 m分辨率土地覆盖分类产品[20]；动物物种丰富度数据为新疆鸟类以及哺乳类物种分布数据，该数据是基于《新疆鸟类名录》[21]及《新疆哺乳类(兽纲)名录》[22]中记录的物种实际分布范围空间化而成[23]。论文数据来源及信息如表1所示。

2.2 研究方法

2.2.1 *评估指标选取* 本文采用的区域生态健康评估体系主要包括活力(压力下维持自身健康能力，EV)、组织力(自我调节能力，EO)、恢复力(自我恢复能力，ER)3个方面[24-26]。在“活力”方面，植被参

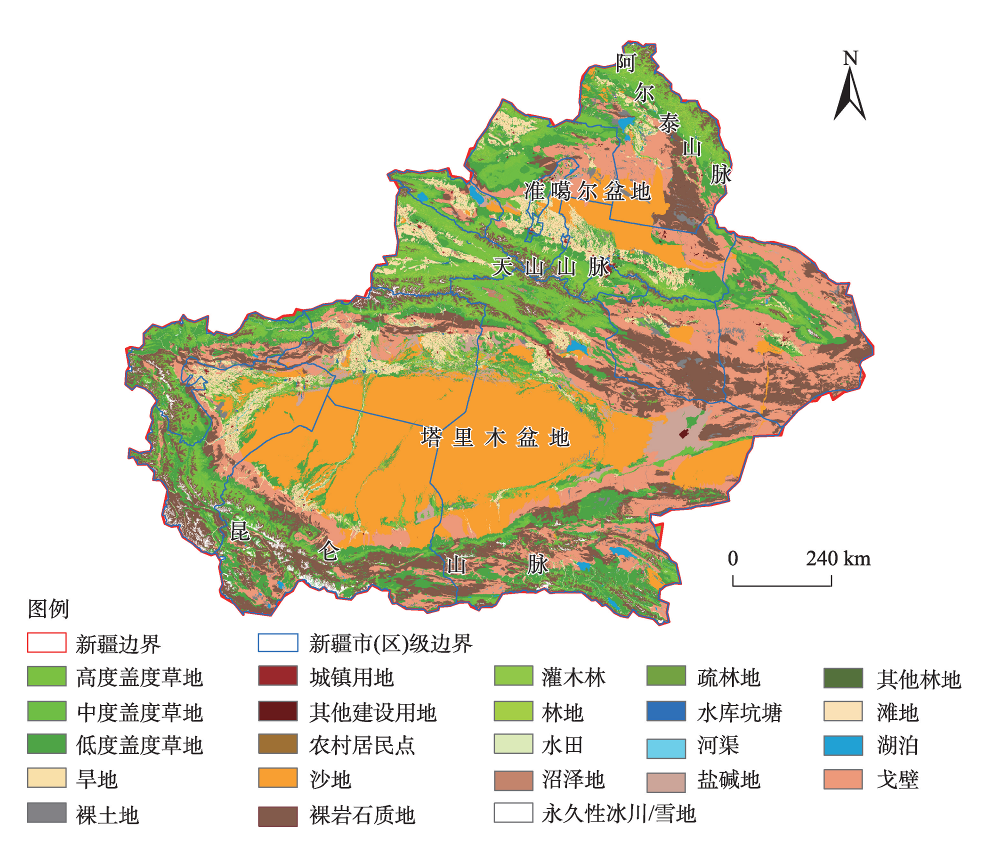


图1 新疆土地覆盖分类示意图

Fig. 1 Classification of land cover in Xinjiang

表1 数据来源及基本信息

Tab. 1 Data source and basic information

基础数据	数据来源	空间分辨率	合成方式	时间
归一化植被指数	MOD13 A2产品	1 km	16 d合成	2000、2010、2018年6—9月
地表温度	MOD11 A2产品	1 km	8 d合成	2000、2010、2018年6—9月
土地覆盖类型	2000、2010、2018年全国30 m分辨率土地覆盖分类数据	30 km	最邻近内插法合成	2000、2010、2018年6—9月
动物物种丰富度	文献资料查询	10 km	统计合成	2010年

数是反映生态系统能量或活动性的重要指标，而在众多的植被参数当中，归一化植被指数(NDVI)的应用最为广泛，它与植物生物量、叶面积指数以及植被覆盖度等都有紧密联系[27]，因此本文选取NDVI来表征“活力”指标；在“组织力”方面，生物多样性与生态系统结构的复杂性之间有着直接的联系，而物种丰富度又是生物多样性最直观的体现，同时，相较于植物，动物的活动范围更广，对生境的依赖性更强，因此用鸟类和哺乳类物种丰富度来表征研究区域生态系统的复杂性与多样性；在“恢复力”方面，生态系统恢复力主要是指生态系统在受到外界干扰后恢复其原有结构和功能的能力[28]，研究证明人类活动的影响是区域生态水平的重要调控因素[29-30]，而新疆作为中国西部重点生态脆弱区，对外界因素的干扰更为敏感。同时，水源作为地球生命不可或缺的组成成分，区域干旱程度直接影响到生物多样性分布以及生态系统平衡，因此本文选用人类扰动指数和干旱度来表征生态系统受干扰的程度，并进一步构建“恢复力”指标。

为防止所选4类指标间存在信息重叠，影响到评估结果的准确性。本文采用多元共线性诊断的方法进行判断。当方差膨胀因子 VIF<10(即容忍度TOL>0.1)时，表明所选指标不存在明显的多元共线性[31]。表2结果表明四类指标之间独立性较好，不

表2　多元共线性诊断结果

Tab. 2　Data source and basic information

指标	方差膨胀因子(VIF)	容忍度(TOL)
归一化植被指数	1.918	0.521
动物物种丰富度	1.242	0.805
人类扰动指数	1.521	0.657
干旱度	1.269	0.788

存在信息重叠现象。

2.2.2　“活力–组织–恢复力”模型构建　(1) 活力(EV)。新疆植被生长最为旺盛的时间在每年6—9月[32-34]，为避免不同植被生长发育节点不同所带来的影响，以2018年6—9月NDVI最大值合成的方式得到研究区域归一化植被指数，为与动物物种丰富度数据空间尺度统一，将结果采用三次卷积法重采样为10 km分辨率。

$$EV = NDVI \tag{1}$$

(2) 组织力(EO)。涉及到的新疆鸟类以及哺乳类动物物种分布数据主要以《新疆鸟类名录》以及《新疆哺乳类(兽纲)名录》中记录的物种实际分布范围为准，将所有的物种分布信息数字化为矢量格网，并统计各格网内的物种分布数量，生成动物物种丰富度(ASR)数据。由于原始数据是文献数据，转换成10 km空间分辨率栅格格式后，不同的丰富度数值区间之间存在不平滑的截然边界，但是为了保证关系的准确性和客观性，这些垂直和平行的边界不做进一步平滑处理。

$$EO = ASR \tag{2}$$

(3) 恢复力(ER)。恢复力由干旱度和人类扰动指数两项指标综合构建，首先基于温度植被旱情指数法(TVDI)计算干旱度，然后计算人类活动对陆地表层的最大影响程度得到人类扰动指数，最后将二者结合构建恢复力。

温度植被旱情指数法(TVDI)通过建立归一化植被指数和陆地表面温度的关系方程来反映土壤的干湿程度[35]，计算公式如(3)所示：

$$TVDI = (T_S - T_{S\min})/(T_{S\max} - T_{S\min}) \tag{3}$$

式中：T_S 是任意像元的地表温度；$T_{S\min} = c + (d \times NDVI)$，$T_{S\min}$ 为某一NDVI对应的地表温度最小值，即湿边，c 和 d 是湿边拟合方程系数；$T_{S\max} = a + (b \times NDVI)$，$T_{S\max}$ 为某一NDVI对应的地表温度最大值，即干边，a 和 b 是干边拟合方程系数。

所拟合的干边方程与湿边方程结果如式(4)、(5)：

干边方程

$$T_{S\max} = -50.35NDVI + 332.97,\ R = 0.86 \tag{4}$$

湿边方程

$$T_{S\min} = 26.25NDVI + 282.28,\ R = 0.87 \tag{5}$$

为保证计算结果在时间和空间上的一致性，本文将2018年6—9月中的NDVI数据与地表温度数据一一对应，分别计算出每组数据的TVDI后，进行最大值合成处理。干旱度(DI)的表达式为：

$$DI = 1 - TVDI_{max} \tag{6}$$

将计算得到的结果通过三次卷积法重采样成10 km分辨率。并与目前已有研究结果进行对比验证[36-37]。

本文参考徐勇等[38]提出的能够反映人类活动对陆地表层影响和作用程度的“建设用地当量”为度量基本单位，表征人类活动对陆地表层的最大影响程度，不同土地利用类型按照人类活动作用强弱设定的建设用地当量折算系数如表3所示(其他土地利用类型CI为0)，计算公式如式(7)、(8)。

$$HDI = \frac{S_{CLE}}{S} \times 100 \tag{7}$$

$$S_{CLE} = SL_i \times CI_i \tag{8}$$

式中：HDI为陆地表层人类扰动指数；S_{CLE} 为建设用地当量面积；S 为区域总面积；SL_i 为第 i 种土地利用/覆被类型的面积；CI_i 为第 i 种土地利用/覆被类型的建设用地当量折算系数。

“恢复力”的最终构建形式为：

$$EV = 1/(HDI + DI) \tag{9}$$

以上各单因子指标值经计算得出后采用极化差法进行标准化统一量纲，评估单元的综合生态健康遥感评估值计算公式为：

$$EH = EV \times EO \times ER \tag{10}$$

式中：EH代表生态健康遥感评估值；EV、EO、ER分别代表生态活力、组织力、恢复力。评估指标构建体系如表4所示。

表3　新疆不同土地覆被类型的建设用地当量折算系数

Tab. 3　Equivalent conversion coefficients of different types of land cover in Xinjiang

土地利用/覆被类型	CI值	土地利用/覆被类型	CI值
耕地	0.200	低覆盖改良草地	0.067
水田	0.200	水库池塘	0.600
旱地	0.200	城镇用地	1.000
高覆盖改良草地	0.067	农村居民点	1.000
中覆盖改良草地	0.067	建设用地	1.000

表4 新疆生态健康遥感评估指标体系

Tab. 4 Indicator system of remote sensing assessment of ecological health in Xinjiang

目标层	准则层	指标层	属性
新疆生态健康(EH)	活力(EV)	归一化植被指数(NDVI)	正向
	组织力(EO)	动物物种丰富度(ASR)	正向
	恢复力(ER)	人类扰动指数(HDI)	负向
		干旱度(DI)	负向

2.2.3 驱动因子分析方法 为进一步探究影响新疆生态健康评估结果各影响因素的强弱,本文采用地理探测器中的因子探测器与交互探测器来探究评价指标与评价目标之间的作用关系。地理探测器是用以探测空间分异性以及揭示其背后驱动力的统计学方法[39],该探测器由风险探测器、因子探测器、生态探测器以及交互探测器4个子部分组成。因子探测器其物理意义是通过计算 q 值(单指标对生态健康的影响程度,即影响力)与 p 值(是否通过显著性检验水平,即解释力)来反应各单因子指标对综合生态健康评估结果的影响程度,q 值越大表示该单因子指标对综合评估结果的影响越大,p 值越大表示该单因子指标对综合评估结果的解释力越小;交互探测器其物理意义是为说明不同单因子指标 X_1、X_2 之间的交互作用,即说明不同单因子指标之间是否独立对评估结果 Y 产生影响,若不是,不同单指标相互作用时是否会增加或减弱对评估结果 Y 的解释力[40]。其中因子探测器 q 值表达形式为:

$$q = 1 - \frac{\sum_{h=1}^{L} N_h \sigma_h^2}{N\sigma^2} \tag{11}$$

式中:h =1, 2, …;L 为因变量 Y 或单因子 X 的分层;N_h 和 N 分别为层 h 和全区的单元数;σ_h^2 和 σ^2 分别是层 h 和全区的 Y 值的方差。交互探测器交互作用判定类型如表5。

3 结果与分析

3.1 生态健康评估结果及驱动因子分析

3.1.1 生态健康评估指标空间分布 各单因子评估指标空间分布如图2所示。新疆NDVI空间分布总体特征为西部和西北部高、东部和东南部低。NDVI高值区主要分布在天山南北坡、阿尔泰山脉、以及塔克拉玛干沙漠周边的绿洲地区。东部和东南部

表5 自变量因子对因变量交互作用的类型

Tab. 5 The type of interaction between independent factors and dependent variables

判据	交互作用
$q(X_1 \cap X_2) < \min[q(X_1), q(X_2)]$	非线性减弱
$\min[q(X_1), q(X_2)] < q(X_1 \cap X_2) < \max[q(X_1 \cap X_2)]$	单因子非线性减弱
$q(X_1 \cap X_2) > \max[q(X_1 \cap X_2)]$	双因子增强
$q(X_1 \cap X_2) = q(X_1) + q(X_2)$	独立
$q(X_1 \cap X_2) > q(X_1) + q(X_2)$	非线性增强

注:$q(X_1)$,$q(X_2)$ 代表不同单因子的 q 值;$q(X_1 \cap X_2)$ 代表 X_1、X_2 交互的 q 值。

主要分布有塔克拉玛干、库姆塔格和罗布泊等沙漠戈壁,植被覆盖率较低;新疆受人类扰动的区域主要集中在天山北部、阿尔泰山区以及塔克拉玛干沙漠的边缘地带,其中受影响较大的是天山山脉的南北坡以及阿尔泰山区,东部和南部地区由于分布着大面积的沙漠和戈壁,人工开发难度较大且开发价值较低,因此受人类活动影响较小;动物物种丰富度高值区域主要集中在北疆,热点是在阿尔泰山脉、天山西部和准噶尔西部山地,南疆动物物种丰富度相对偏低,尤其是在昆仑山脉地区,由于地势海拔的影响,使该地区的物种生存受到诸多限制。由于野生动物的活动能力较强,尤其是鸟类活动范围更为广泛,因此动物物种丰富度呈现出大面积发散现象。新疆全境平原和盆地的干旱程度明显高于山地,仅在北部的阿尔泰山、中部的天山、南部的昆仑山脉地区干旱度相对较低,由西向东成带状分布,其他地区干旱程度普遍偏高。

3.1.2 生态健康评估结果空间分布 2018年新疆生态健康遥感评估指数空间分布结果如图3所示,从图中可以看出,新疆生态健康水平南北两极分化现象显著,由北向南具有明显空间异质性分布特征,以塔里木河—叶尔羌河流域为分界线,北疆生态健康水平明显高于南疆。具体来说,生态健康评估高值区集中分布在阿尔泰山脉、天山山脉以及塔里木盆地周边绿洲地区;低值区主要分布在以沙漠、戈壁地形为主的塔里木盆地、准噶尔盆地、吐鲁番盆地以及罗布泊地区;在南疆的昆仑山脉生态健康评估指数达到全疆最低,且与周边地区分化十分明显;新疆生态健康综合评估结果的空间分布特征与除人类扰动影响外的其余三项单因子指标空间分布特征互相呼应,即对于正向指标归一化植被指数、动物物种丰富度来说,其高值区和低值区的分

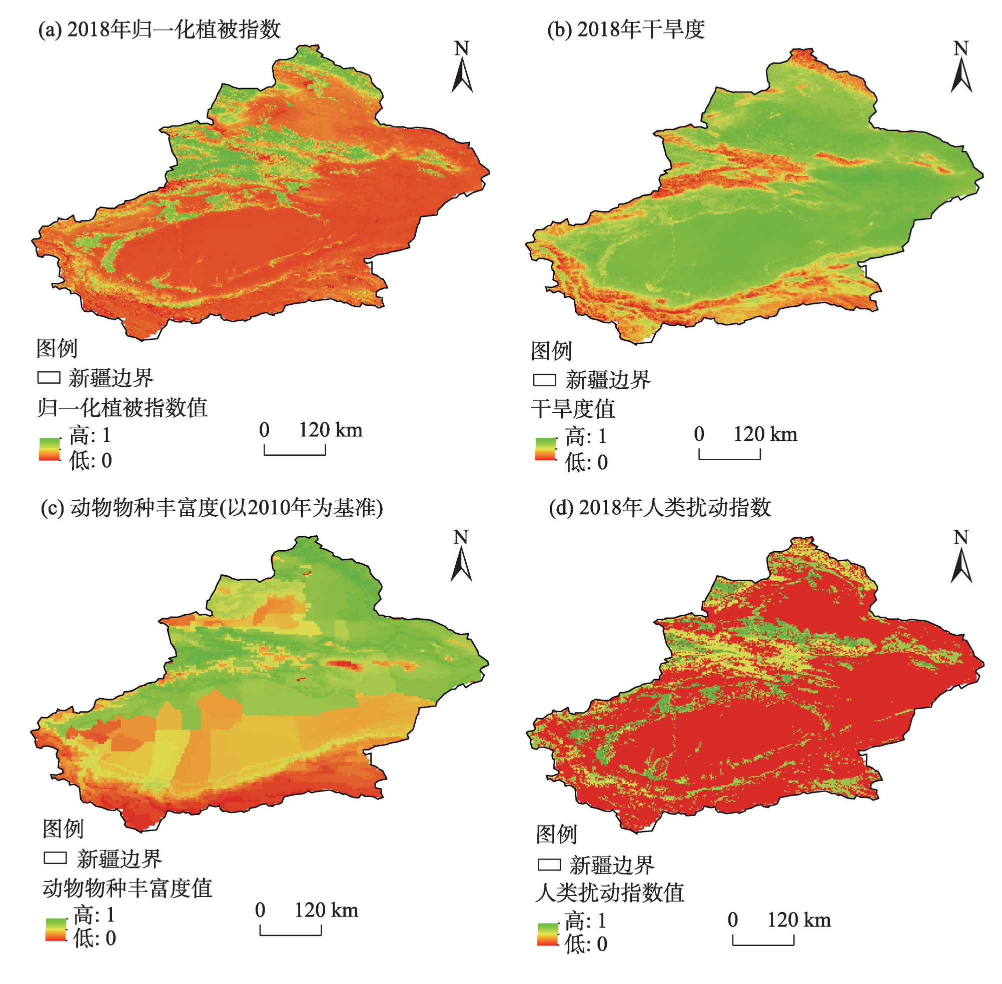


图2 单因子指标空间分布示意图

Fig. 2 Spatial distribution of single factor index

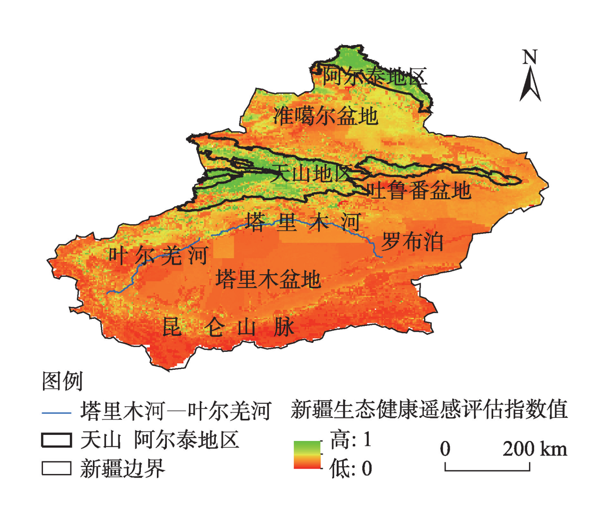


图3 2018年新疆生态健康遥感评估指数示意图

Fig. 3 Ecological quality evaluation index of Xinjiang in 2018

布与综合评估结果一致，而负向指标干旱程度，其空间分布特点与综合评估结果相反；对于人类扰动指标，虽然为负向，却与综合评估结果空间分布趋势高度一致，这与人类在选择活动区域时的“择优性”方面密不可分，即人类活动更倾向于生态健康水平较高的区域。由于未对物种丰富度数据进行平滑处理，因此导致最终的生态健康评估指数结果中存在截然界限，但并不影响整体评估结果。

3.1.3 生态健康评估驱动因子分析 基于因子探测器和交互作用探测器的分析结果如表6、表7所示。在因子探测方面，四项单因子指标 p 值均为0，这表示本文所选择的单因子指标对新疆维吾尔自治区生态健康评估结果的解释力都很充足，从 q 值来看，各单因子指标的影响力排序为：归一化植被指数(0.645)>人类扰动指数(0.512)>动物物种丰富度(0.414)>干旱度(0.116)，说明植被参数是影响新疆生态健康水平的主要因素，而干旱程度的影响力相对最小；在因子交互作用方面，除动物物种丰富度与干旱度为非线性增强外，其余因子间均为双因子增强，即各单因子指标之间对生态健康水平的影响主要是协同作用和非线性协同作用，不存在相互独

表6 因子探测分析结果

Tab. 6 Single factor detection and analysis results

单因子指标	影响力(q)	解释力(p)	影响力排序
归一化植被指数	0.645	0.00	1
动物物种丰富度	0.414	0.00	3
人类扰动指数	0.512	0.00	2
干旱度	0.116	0.00	4

表7 交互作用探测分析结果

Tab. 7 Interaction probe analysis results

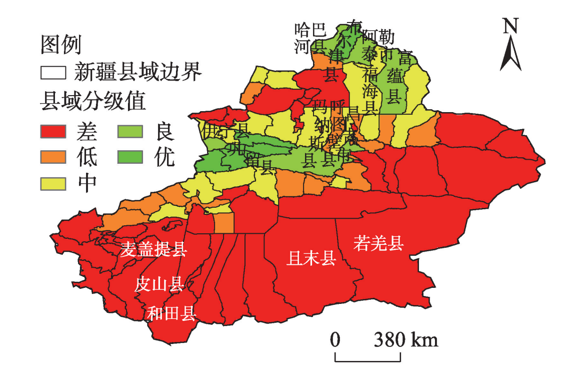
交互指标	交互关系
NDVI∩动物物种丰富度	双因子增强
NDVI∩人类扰动指数	双因子增强
NDVI∩干旱度	双因子增强
人类扰动指数∩动物物种丰富度	双因子增强
人类扰动指数∩干旱度	双因子增强
干旱度∩动物物种丰富度	非线性增强

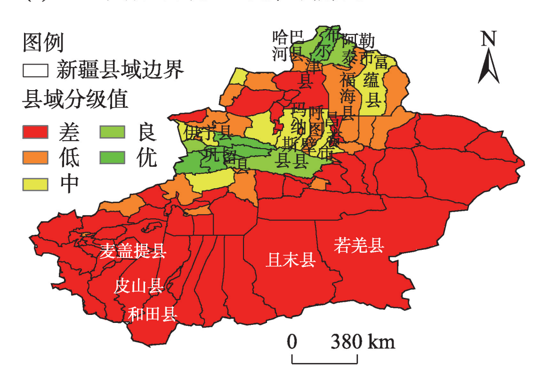
起作用的因子,这也说明新疆的生态健康水平是多种环境因素互相作用的结果,而非受某一单一环境因素所主导。

3.2 2000—2018年生态系统健康动态变化与驱动因素分析

新疆境内共有99个行政县(市),基于本文所提出的评估方法,得出2000年、2010年、2018年新疆县(市)级层面的生态健康遥感评估结果,并通过ArcGIS 10.2中的分区统计和自然间断点分级法(Jenks)将全疆的行政县(市)分为5级:优、良、中、低、差,对比分析18 a间新疆生态健康的动态变化情况(图4)。

从各年评估结果可以看出,新疆生态健康水平空间分布具有明显的空间集聚特征,生态健康处于优良水平的区域主要集中在以伊宁县、巩留县为中心的伊宁地区以及以哈巴河县、布尔津县为中心的阿勒泰地区,生态健康处于差与较差级别的区域主要集中在和田、喀什地区以及巴音郭楞蒙古自治州,这样的空间分布特点很大程度上取决于新疆的地理环境因素,伊宁地区和阿勒泰地区境内分别分布有天山山脉的西段以及阿尔泰山脉全段,区域内原始生态质量较高,生物多样性富饶,加之国家近年来计划在阿尔泰山、天山地区建设生态优先区,使得以上区域的生态健康水平得到进一步的改善;和田、喀什地区以及巴音郭楞蒙古自治州境内包含有塔克拉玛干、库木塔格、罗布泊等大面积的沙漠





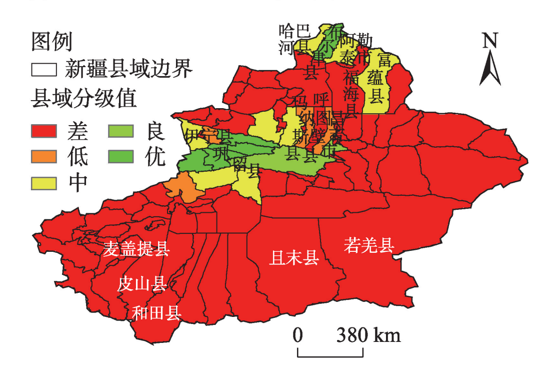


图4 各年县域生态健康遥感评估分级示意图

Fig. 4 Classification of remote sensing assessment of ecological health in counties in different year

戈壁,导致了本地区的整体生态健康较为脆弱。

从表8中可以看出,18 a间新疆整体生态健康变化呈现出逐步攀升的趋势,2018年生态健康水平最高,2010年略低,2000年最低,且与前两期评估结果差距较大。变化最为明显的区域是在昌吉回族自治州的玛纳斯县、呼图壁县以及昌吉市;阿勒泰地区的福海县和富蕴县及其周边县域。和田地区以及巴音郭楞蒙古自治州下辖的各县18 a来变化相对较小,生态健康始终处于“差”级别。伊宁地区以及阿勒泰北部的哈巴河县、布尔津县、阿勒泰市18 a

间始终处于优良水平，生态健康水平保持较好。从2000年到2018年的18 a时间里，NDVI整体提升了0.12，其他单因子指标变化幅度相对较小，最大变化幅度不超过0.04，但全区生态健康评估指数对应上涨了0.01，表明2000—2018年间四项单因子指标中植被参数因子的变化是引起新疆整体生态健康水平有所提升的主要原因。

表8　2000—2018年单因子指标及生态健康评估指数均值

Tab. 8　Mean value of single factor index and ecological health assessment index from 2000 to 2018

年份	归一化植被指数	动物物种丰富度	干旱度	人类扰动指数	生态健康评估指数
2000	0.20	0.55	0.64	0.25	0.027
2010	0.34	0.55	0.63	0.28	0.035
2018	0.32	0.55	0.60	0.26	0.037

4　结 论

本文基于“组织-活力-恢复力”生态健康评估模型，通过选取归一化植被指数、干旱度、动物物种丰富度、人类扰动指数四项指标尝试构建以定量遥感数据为主导的综合生态健康遥感评估指数，与传统的生态健康评估方法相比，该方法以定量遥感参数为主要数据源，更为充分的发挥了遥感数据的优势，具有覆盖范围广，数据获取便捷，更新周期更短，评价结果更为细化的优点。此外，通过地理探测器模型，分析各种环境因素对新疆生态健康水平的内在驱动程度，明确了不同单因子指标间的交互作用。与目前已有的新疆地区生态评估结果对比[41-43]，研究结果整体分布趋势一致性较高。总体来说，本文可为区域生态健康评估方法的改进提供有益参考。

针对本文的分析结果，得出以下结论：

（1）新疆生态健康水平在空间分布上存在明显的空间分异性和集聚特征，以塔里木河—叶尔羌河流域为分界线，北疆生态健康水平显著高于南疆；生态健康水平高值区主要集聚在伊宁地区以及阿尔泰地区，低值区主要集聚在和田、喀什地区以及巴音郭楞蒙古自治州。

（2）通过地理探测器分析可知，在评估新疆生态健康水平的四项单因子指标当中，各指标对综合评估结果的影响程度依次为归一化植被指数(0.645)>人类扰动指数(0.512)>动物物种丰富度(0.414)>干旱度(0.116)，且两两指标之间均存在交互作用现象，主要表现为线性协同和非线性协同。

（3）新疆2000—2018年间的生态健康水平整体呈现逐步攀升的趋势，各县(市)的生态健康水平受区域的地理环境因素影响较大，18 a间生态健康水平变化最为显著的地区是在昌吉回族自治州的玛纳斯县、呼图壁县以及昌吉市，阿勒泰地区的福海县和富蕴县。

（4）总体上来说目前新疆的生态健康情况依然不容乐观，作为我国西北部的典型生态脆弱区，新疆生态系统对外界干扰敏感、破坏后难恢复、人工干预困难等特点应引起当地政府足够的重视。

5　讨 论

本文同时还存在如下几点问题需要进一步讨论：(1) 恢复力指标的构建依赖于土地覆盖分类数据，因此指标构建的精度受土地覆盖分类数据的分类精度和类型影响。(2) 动物物种丰富度指标的构建以文献记载数据为来源，更新频率偏低，体现在长时间序列分析上会有一定误差。(3) 为使各单因子指标空间分辨率统一，本文使用三次卷积法将遥感数据从1 km分辨率升尺度聚合到10 km，该算法通过增加参与计算临近像元的数目达到最佳的重采样结果，是处理遥感影像时精度较高的一种算法，但仍会有一定程度的信息量损失。

参考文献(References)

[1] Chiu G S, Guttorp P, Westveld A H, et al. Latent health factor index: A statistical modeling approach for ecological health assessment[J]. Environmetrics, 2011, 22(3): 243-255.

[2] Armah F A, Luginaah I, Essandoh P K, et al. Ecological health status of the Fosu Lagoon Southern Ghana I: Biotic assessment[J]. Journal of Ecosystem & Ecography, 2012, 2(1): 433-441.

[3] Patil G P, Myers Wayne L. Environmental and ecological health assessment of landscapes and watersheds with remote sensing data [J]. Ecosyst Health, 1999, 4(5): 221-224.

[4] Sheldon F. Incorporating natural variability into the assessment of ecological health in Australian dryland rivers[J]. Hydro Biologia, 2005, 552(1): 45-56.

[5] 徐菲, 王永刚, 张楠, 等. 北京市白河和潮河流域生态健康评价[J]. 生态学报, 2017, 37(3): 932-942. [Xu Fei, Wang Yonggang,

Zhang Nan, et al. Health assessment of watershed ecosystems[J]. Chinese Journal of Ecology, 2017, 37(3): 932−942.]

[6] James R K, Kurt D F, Paul L A, et al. Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale[J]. Special Publication, 1986, 12(5): 312−319.

[7] 杨斌, 隋鹏, 陈源泉, 等. 生态系统健康评价研究进展[J]. 中国农学通报, 2010, 26(21): 291−296. [Yang Bin, Sui Peng, Chen Yuanquan, et al. Progress in ecosystem health assessment[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2010, 26(21): 291−296.]

[8] 黄和平, 杨劼, 毕军. 生态系统健康研究综述与展望[J]. 环境污染与防治, 2006, 28(10): 768−771. [Huang Heping, Yang Jie, Bi Jun. Review on ecosystem health research[J]. Environmental Pollution & Control, 2006, 28(10): 768−771.]

[9] 谭娟, 王卿, 沙晨燕, 等. 基于指标体系法的生态系统健康评价[J]. 中国人口资源与环境, 2012, 22(增刊 1): 352−355. [Tan Juan, Wang Qing, Sha Chenyan, et al. Studies on ecosystem health assessment based on index system method[J]. China Population, Resources and Environment, 2012, 22(Suppl. 1): 352−355.]

[10] Benjamin S H, Catherine L, Darren H, et al. An index to assess the health and benefits of the global ocean[J]. Nature, 2012, 488(3): 615−620.

[11] Langat D K, Maranga E K, Aboud A A, et al. Role of forest resources to local livelihoods: The case of east Mau forest ecosystem, Kenya[J]. International Journal of Forestry Research, 2016, 216: 1−10.

[12] 王立新, 刘钟龄, 刘华民, 等. 内蒙古典型草原生态系统健康评价[J]. 生态学报, 2008, 28(2): 544−550. [Wang Lixin, Liu Zhongling, Liu Huamin, et al. Assessment of typical steppe ecosystem health in Inner Mongolia[J]. Chinese Journal of Ecology, 2008, 28(2): 544−550.]

[13] HJ/T 192−2006. 生态环境状况评价技术规范(试行)[S]. 北京: 中国环境科学出版社出版发行, 2006. [HJ/T 192−2006. Technical specification for eco-environmental assessment (trial)[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2006.]

[14] 徐涵秋. 城市遥感生态指数的创建及其应用[J]. 生态学报, 2012, 33(24): 7853−7862. [Xu Hanqiu. A remote sensing urban ecological index and its application[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 33(24): 7853−7862.]

[15] 周雪欣, 罗昊. 基于GIS与RS技术的北盘江流域生态环境质量评价研究[J]. 环境科学与管理, 2018, 248(7): 182−186. [Zhou Xuexin, Luo Hao. Ecological environment quality evaluation of Beipanjiang River Basin based on GIS and RS technology[J]. Environmental Science and Management, 2018, 248(7): 182−186.]

[16] 刘索玄, 袁艳斌, 赵皞, 等. 基于遥感生态指数(RSEI)的水电开发区生态环境变化分析: 以清江中下游地区为例[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(11): 1361−1368. [Liu Suoxuan, Yuan Yanbin, Zhao Hao, et al. Analysis of ecological environment changes in hydropower development zone based on RSEI: A case study in the middle and lower reaches of the Qingjiang River, China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2019, 35(11): 1361−1368.]

[17] 宋媛, 石惠春, 谢敏慧, 等. 2000—2017年甘肃省生态环境质量时空演变格局及其影响因素[J]. 生态学杂志, 2019, 38(12): 3800−3808. [Song Yuan, Shi Huichun, Xie Minhui, et al. Spatiotemporal evolution pattern and influencing factors of eco-environmental quality in Gansu from 2000 to 2017[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 38(12): 3800−3808.]

[18] 邓力琛, 刘寿东, 赵小艳. 基于MOD13A2数据的长三角区域土地覆盖类型变化研究[J]. 中国科技论文, 2015, 10(15): 1822−1827. [Deng Lishen, Liu Shoudong, Zhao Xiaoyan. Study on the change in land cover of Yangtze River Delta based on MOD13A2 data[J]. China Science Paper, 2015, 10(15): 1822−1827.]

[19] Zhou G Q, Kang C L, Wang Y F, et al. Characteristics of urban heat island distribution in Guangxi Beibu Gulf Economic Zone based on MOD11A2[C]//International Conference on Intelligent Earth Observing & Applications. International Society for Optics and Photonics, 2015: 814−980.

[20] 夏列钢, 骆剑承, 王卫红, 等. 遥感信息图谱支持的土地覆盖自动分类[J]. 遥感学报, 2014, 18(4): 788−803. [Xia Liegang, Luo Jiancheng, Wang Weihong, et al. Land cover automatic classification based on RS-Informatic Tupu[J]. Journal of Remote Sensing, 2014, 18(4): 788−803.]

[21] 马鸣. 新疆鸟类名录[M]. 北京: 科学出版社, 2002: 41−62. [Ma Ming. Xinjiang bird list[M]. Beijing: Science Press, 2002: 41−62.]

[22] 阿布力米提. 新疆哺乳类(兽纲)名录[M]. 北京: 科学出版社, 2002: 10−33. [Abulimiti. Catalogue of mammals (animal class) in Xinjiang[M]. Beijing: Science Press, 2002: 10−33.]

[23] 李利平, 尹林克, 唐志尧. 新疆野生动植物物种丰富度的分布格局[J]. 干旱区研究, 2011, 28(1): 1−9. [Li Liping, Yin Linke, Tang Zhirao. Distribution patterns of the species richness of plants and animals in Xinjiang, China[J]. Arid Zone Research. 2011, 28(1): 1−9.]

[24] Lu F, Li Z. A model of ecosystem health and its application[J]. Ecological Modelling, 2003, 170(1): 55−59.

[25] Pantus F, Dennidon W. Quantifying and evaluating ecosystem health: A case study from Moreton Bay, Australia[J]. Environmental Management, 2005, 36(5): 757−771.

[26] 欧阳晓, 朱翔, 贺清云. 基于生态系统服务和生态系统健康的生态风险评价: 以长株潭城市群为例[J]. 生态学报, 2020, 40(16): 5478−5489. [Ouyang Xiao, Zhu Xiang, He Qingyun. Incorporating ecosystem services with ecosystem health for ecological risk assessment: Case study in Changsha, Zhuzhou and Xiangtan urban agglomeration, China[J]. Chinese Journal of Ecology, 2020, 40(16): 5478−5489.]

[27] Samuel N, Goward, Czajkowski K P, et al. Evaluating land surface moisture conditions from the remotely sensed temperature/vegetation index measurements: An exploration with the simplified simple biosphere model[J]. Remote Sensing of Environment, 2002, 79(2/3): 225−242.

[28] Peng J, Liu Y, Li T, et al. Regional ecosystem health response to rural land use change: A case study in Lijiang City, China[J]. Ecological Indicators, 2017, 72: 399–410.

[29] 倪永明. 新疆荒漠生态系统评价及其综合治理模式[D]. 北京: 中国科学院生态环境研究中心, 2005. [Ni Yongming. Evaluation of desert ecosystem in Xinjiang and its comprehensive management model[D]. Beijing: Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, 2005.]

[30] 黄莹, 包安明, 刘海隆, 等. 基于景观格局的新疆生态脆弱性综合评价研究[J]. 干旱地区农业研究, 2009, 27(3): 261–266. [Huang Ying, Bao Anming, Liu Hailong, et al. Analysis of ecological vulnerability in Xinjiang based on its landscape pattern[J]. Agricultural Research in the Arid Areas, 2009, 27(3): 261–266.]

[31] 黄明, 张学霞, 张建军, 等. 基于CLUE-S模型的罗玉沟流域多尺度土地利用变化模拟[J]. 资源科学, 2012, 34(4): 769–776. [Huang Ming, Zhang Xuexia, Zhang Jianjun, et al. A multi-scale simulation of land use change in Luoyugou Watershed based on CLUE-S model[J]. Resources Science, 2012, 34(4): 769–776.]

[32] 何宝忠, 丁建丽, 李焕, 等. 新疆植被物候时空变化特征[J]. 生态学报, 2018, 38(6): 2139–2155. [He Baozhong, Ding Jianli, Li Huan, et al. Spatiotemporal variation of vegetation phenology in Xinjiang from 2001 to 2016[J]. Acta Ecologica Sinica, 2018, 38(6): 2139–2155.]

[33] 尼加提·伊米尔, 满苏尔·沙比提, 玉苏甫·买买提. 天山北坡植被NDVI时空变化及其与气候因子的关系[J]. 干旱区研究, 2019, 36(5): 205–215. [Nijiati Yimier, Mansuer Shabiti, Yusupu Maimaiti. Spatiotemporal variation of vegetation NDVI and its relationship with climatic factors on the northern slope of the Tianshan Mountains[J]. Arid Zone Research, 2019, 36(5): 205–215.]

[34] 杨怡, 吴世新, 庄庆威, 等. 2000—2018年古尔班通古特沙漠EVI时空变化特征[J]. 干旱区研究, 2019, 36(6): 191–199. [Yang Yi, Wu Shixin, Zhuang Qingwei, et al. Spatiotemporal change of EVI in the Gurbantunggut Desert from 2000 to 2018[J]. Arid Zone Research, 2019, 36(6): 191–199.]

[35] 李海霞, 杨井, 陈亚宁, 等. 基于MODIS数据的新疆地区土壤湿度反演[J]. 草业学报, 2017, 26(6): 16–27. [Li Haixia, Yang Jing, Chen Yaning, et al. Retrieval of soil moisture information in Xinjiang using MODIS[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2017, 26(6): 16–27.]

[36] 陈丙寅, 杨辽, 陈曦, 等. 基于改进型TVDI在干旱区旱情监测中的应用研究[J]. 干旱区地理, 2019, 42(4): 902–913. [Chen Bingyin, Yang Liao, Chen Xi, et al. Application of modified TVDI in drought monitoring in arid areas[J]. Arid Land Geography, 2019, 42(4): 902–913.]

[37] 高瑜莲, 柳锦宝, 柳维扬, 等. 近14 a新疆南疆绿洲地区地表蒸散与干旱的时空变化特征研究[J]. 干旱区地理, 2019, 42(4): 830–837. [Gao Yulian, Liu Jinbao, Liu Weiyang, et al. Spatio-temporal variation characteristics of surface evapotranspiration and drought at the oasis area of the southern Xinjiang in recent 14 years[J]. Arid Land Geography, 2019, 42(4): 830–837.]

[38] 徐勇, 孙晓一, 汤青. 陆地表层人类活动强度: 概念、方法及应用[J]. 地理学报, 2015, 70(7): 46–57. [Xu Yong, Sun Xiaoyi, Tang Qing. Human activity intensity of land surface: Concept, method and application in China[J]. Acta Geographica Sinica, 2015, 70(7): 46–57.]

[49] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器:原理与展望[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 116–134. [Wang Jinfeng, Xu Chengdong. Geodetector: Principle and prospective[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(1): 116–134.]

[40] 郭泽呈, 魏伟, 庞素菲, 等. 基于SPCA和遥感指数的干旱内陆河流域生态脆弱性时空演变[J]. 生态学报, 2019, 39(7): 296–310. [Guo Zecheng, Wei Wei, Pang Sufei, et al. Spatiotemporal evolution pattern and influencing factors of eco-environmental quality in Gansu from 2000 to 2017[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 39(7): 296–310.]

[41] 佚名. 2017年中国生态环境状况公报[R]. 北京: 生态环境部, 2018. [Anonymity. The state of China's ecological environment in 2017[R]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2018.]

[42] 周紫燕, 汪小钦. 新疆生态质量变化趋势遥感分析[J]. 生态学报, 2019, 40(9): 1–13. [Zhou Ziyan, Wang Xiaoqin. Remote sensing analysis of ecological quality change in Xinjiang[J]. Chinese Journal of Ecology, 2019, 40(9): 1–13.]

[43] 韩鑫, 王玥, 刘传胜, 等. 新疆天山自然遗产地景观格局动态演化及其生态健康评价[J]. 干旱区地理, 2019, 42(1): 195–205. [Han Xin, Wang Yue, Liu Chuansheng, et al. Dynamic evolution of landscape pattern and ecological health assessment of Tianshan Natural Heritage Site in Xinjiang[J]. Arid Land Geography, 2019, 42(1): 195–205.]

Remote sensing assessment and key driving factors of ecosystem health in Xinjiang

LI Haoxin[1], WAN Huawei[2], SUN Lin[1], LIU Yuping[2], LI Liping[3], WANG Yongcai[2]

(1. Shandong University of Science and Technology College of Geomatics, Qingdao 266000, Shandong, China;

2. Ministry of Ecology and Environment Center for Satellite Application on Ecology and Environment, Beijing 100094, China;

3. Aerospace Information Research Institute, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100094, China)

Abstract: As the largest provincial administrative region with land area in China, the Xinjiang Uygur Autonomous Region has a diversified ecosystem structure and abundant animal and plant resources, and is an important biodiversity hotspot in northwest China. The Xinjiang Uygur Autonomous Region was selected as the research object combined with regional characteristics and quantitative remote sensing data in real-time. Advantages of this evaluation are the facile obtainment, normalized difference vegetation index, species richness, drought degree, and human disturbance index of four types of single-factor index. According to the “vigor, organization, resilience” ecological health assessment model, the construction of a quantitative remote sensing data of the Xinjiang regional comprehensive ecosystem health assessment index, comprising remote sensing, and further environmental driving factors in the geographical detector, is based on the proved influence degree of the Xinjiang ecological health, and level of this method in the county administrative region for application of long time series analysis and verification. The remote sensing data used in this study were mainly provided by the national aeronautics and space administration (NASA) through the MODIS vegetation index and temperature series products. The species used data is based on the data reported in the literature. Compared to traditional ecological health assessment methods, this presents a wide coverage, convenient data acquisition, and updated cycle in a short time, providing a more refined evaluation of the results. The results showed that: (1) the ecological health level of Xinjiang considers the Tarim and Yarkant River Basins as the boundaries; moreover, the ecological health level of northern Xinjiang is significantly higher than that of southern Xinjiang, with substantial spatial differentiation and agglomeration characteristics. (2) The impact degree of each environmental factor on Xinjiang ecological health was as follows: normalized difference vegetation index (0.645)>human disturbance index (0.512)>animal species richness (0.414)>drought (0.116). (3) From 2000 to 2018, the overall ecological health level of Xinjiang demonstrated a gradually increasing trend, with the most significant changes occurring in the Manas County, Hutubi County, and Changji City in Changji Hui Autonomous Prefecture; and the Altay Prefecture including Fuhai County and Fuyun County.

Key words: ecological health assessment; single factor index; geographic detector; driving factors; a dynamic analysis; Xinjiang